

Beek, waar foeragerende wulpen en watersnippen en broedende kieviten door de intensivering verstoord worden. Cijfers over dit product van het mestbeleid bestaan niet. Een ander neveneffect is dat het invoeren van mestinjectie in het voorjaar negatieve gevolgen heeft voor de weidebroedvogelpopulaties. Ook hierover bestaan geen cijfers.

Voor een evaluatie van de resultaten van de bemestingsnormering is het nog te vroeg.

Met medewerking van:

Gert Van Hoydonck - RUG, Laboratorium voor Bosbouw
Leen Martens, Valérie Goethals, Wouter Van Landuyt,
Desiré Paelinckx - Instituut voor Natuurbehoud

Lectoren

Carole Ampe, Roger Langohr - RUG, Vakgroep Geologie en Bodemkunde
Bart Debussche - Administratie voor Land- en Tuinbouw
Stefaan De Neve - RUG, Vakgroep Bodembeheer en Bodemhygiëne
Hans De Schryver - AMINAL, afdeling Natuur
Johan Neirynck, Peter Roskams - Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer
Hendrik Neven - AMINAL, afdeling Land
Stijn Overloop - Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA
Philip Van Avermaet - Vlaamse Milieumaatschappij
Luc Van Craen - AMINAL, afdeling Water
Dirk Van Gijsegem - Vlaamse Landmaatschappij

5.4 Verzuring

Myriam Dumortier¹, An De Schrijver², Dirk Boeye¹ en Bram Bauwens²

¹ Instituut voor Natuurbehoud

² RUG, Laboratorium voor Bosbouw

5.4.1 Inleiding

Bodemverzuring is de verandering van het protonenevenwicht in de bodem in de richting van hogere concentraties waterstofionen (en dus lagere pH-waarden), hetgeen ook gevolgen heeft voor andere chemische evenwichten in de bodem. Eén van de gevolgen van vergaande verzuring is het beschikbaar worden van toxisch aluminium. Bodemverzuring is in ons gematigd klimaat een natuurlijk proces, gezien de percolatie van regenwater en de daarmee gepaard gaande uitloging van basische kationen, doch het proces kan onder invloed van antropogene factoren versneld of vertraagd worden. Niet alleen bodems maar

ook voedselarme wateren op weinig bufferend substraat, zoals vennen op zandig substraat en bovenlopen van laaglandbeken in zandstreken, zijn onderhevig aan verzuring.

Externe verzuring is een gevolg van atmosferische zuurdeposities (zwaveldioxide, stikstofoxiden, gereduceerde stikstofcomponenten en hun reactieproducten). Bronnen van deze verzurende bestanddelen zijn landbouw, industrie, energievoorziening, verkeer en vervoer en bevolking (474).

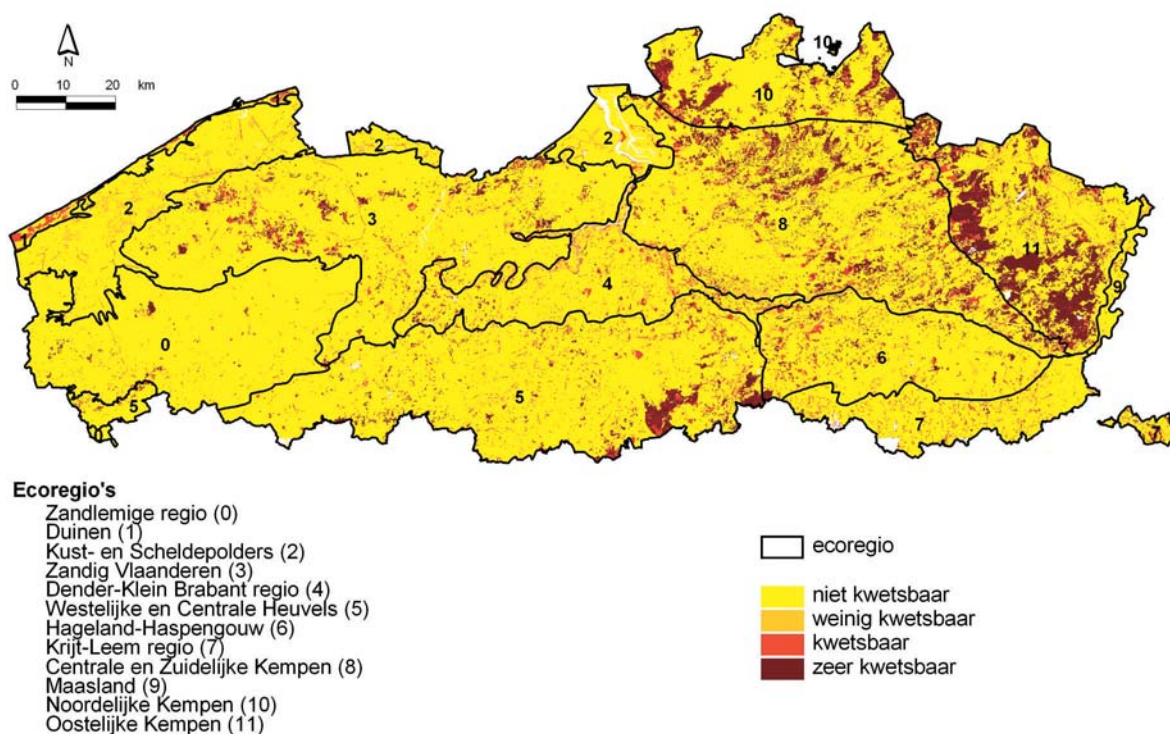
Interne verzuring is een gevolg van biologische, chemische en fysische processen in de bodem of in de substraten van oppervlaktewateren. Tot de verzurende processen behoren onder andere de opname van kationen en ammonium door de vegetatie, de mineralisatie van organische fosfor- en zwavelverbindingen, de nitrificatie van ammonium en in gronden met sterk variërend vochtregime de oxidatie van ijzer en mangaan. Tot de ontzurende processen behoren onder andere opname van anionen, mineralisatie van organische stikstofverbindingen, denitrificatie en sulfaatreductie.

De verzuringsdruk op de natuur is variabel:

- In streken met veel intensieve veehouderij, met name Zandig Vlaanderen en de Noordelijke Kempen, zijn de deposities gereduceerde stikstofcomponenten sterk verhoogd. De zwaveldioxide- en stikstofoxidenemissies die een gevolg zijn van industrie, verkeer en huishoudens worden over veel grotere afstanden getransporteerd alvorens afgezet te worden onder de vorm van verzurende deposities. Zij vormen een probleem op internationaal niveau.
- In voormalige landbouwgronden in alle ecoregio's behalve de Duinen kan nog vele decennia een verhoogde mineralisatie en nitrificatie van nutriëntenrijk organisch materiaal optreden, hetgeen een verzurende werking heeft.
- In ecosystemen die door grond- of oppervlaktewater beïnvloed worden is de verzuringsdruk geringer. De percolatie van regenwater is hier geringer en het grond- of oppervlaktewater heeft een bufferende invloed. Het zijn dus vooral hoger gelegen gebieden die te maken hebben met verzuring.

De verzurende componenten in de lucht beïnvloeden rechtstreeks de diversiteit aan mossen en korstmossen, aangezien zij hun voedingsstoffen direct uit de lucht opnemen. De zuurdeposities in voedselarme oppervlaktewateren beïnvloeden rechtstreeks de aquatische biodiversiteit. De terrestrische biodiversiteit wordt beïnvloed via de bodem, waar de externe verzuring het interne evenwicht tussen verzurings- en ontzuringsprocessen verstoort. De buffercapaciteit van een bodem is de weerstand van die bodem tegen de effectieve daling van de pH van de





Figuur 5.4.1: Kwetsbaarheidskaart verzuring (bron: 532).

bodemoplossing. Naargelang de pH van de bodem treden verschillende buffermechanismen in werking zoals de binding van protonen bij het in oplossing gaan van calciumcarbonaat, de uitwisseling van protonen uit de bodemoplossing tegen kationen op de organische (humus) en minerale (klei) colloïden en de binding van protonen bij de verwerking van silicaten en de dissociatie van aluminium- en ijzerhydroxiden.

Vermesting en verdroging beïnvloeden de interne verzurings- en bufferingsprocessen, onder andere via hun invloed op oxidatie- en reductieprocessen. Ook de oorsprong van het water dat het ecosysteem voedt (regenwater, oppervlaktewater, ondiep kwelwater of diep kwelwater) heeft gevolgen voor verzuring of buffering. Verzuring beïnvloedt vermisting en verontreiniging door de invloed op de beschikbaarheid van nutriënten en toxische stoffen. Het is niet altijd eenvoudig te achterhalen welk proces aan de basis van veranderingen in de toestand van de natuur ligt.

De gevoeligheid van de natuur voor verzuring is variabel. Vooral voedselarme en weinig of matig gebufferde bodems zijn gevoelig. De voor verzuring kwetsbare natuur bevindt zich vooral in de Noordelijke en Oostelijke Kempen, in de Centrale en Zuidelijke Kempen, in Zandig Vlaanderen en in veel mindere mate in de Duinen. In deze laatste ecoregio zijn de meeste zanden nog kalkhoudend en dus goed gebufferd. In de andere ecoregio's zijn vooral regenwaterafhankelijke bossen en natuurterreinen kwetsbaar voor verzuring (figuur 5.4.1).

Het MIRA beschrijft de volledige effectketen. Het NARA zoekt in op de natuur. De abiotische effecten binnen de natuur worden beschreven in deel 5.4.2 Effectketen. Vervolgens komen deel 5.4.3 Gevolgen voor de biodiversiteit en deel 5.4.4 Beleidsevaluatie aan bod.

5.4.2 Effectketen

5.4.2.1 Atmosferische zuurdeposities

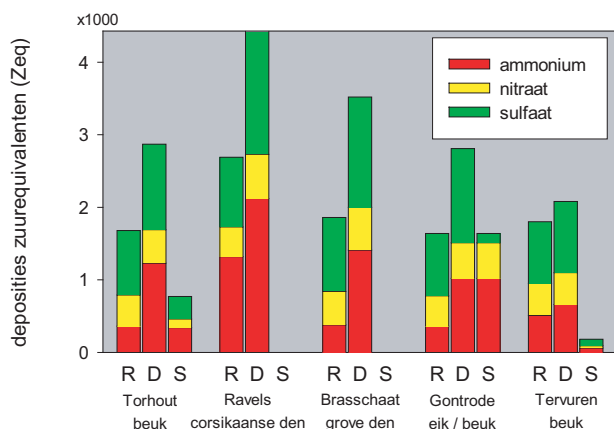
De gemiddelde zuurdepositie in Vlaanderen in 1998 bedroeg 4082 Zeq/ha.jaar. Ten opzichte van 1990 is dit een daling met 40% voor zwaveloxiden, met 9% voor geoxideerde stikstofcomponenten (onder andere stikstofoxiden) en met 10% voor gereduceerde stikstofcomponenten (ammonium en ammoniak). Het relatieve aandeel van gereduceerde stikstofcomponenten stijgt (474). Deze gegevens zijn het resultaat van modelberekeningen. Voorlopige gegevens uit het regenmeetnet (66) laten zien dat de modelresultaten een onderschatting kunnen zijn. Concrete cijfers zijn te verwachten uit het depositiemeetnet verzuring dat sinds april 2001 operationeel is. Het depositiemeetnet verzuring zal achtergronddeposities volgen met de bedoeling trends af te leiden. De resultaten zullen dus niet altijd bruikbaar zijn voor de evaluatie van de toestand in kwetsbare natuur. Extra metingen en modelleringen zullen nodig zijn. Meer details over deze kanttekeningen komen aan bod in deel 5.3 Vermesting. Het staat hoe dan ook vast dat er een verbeterende trend is maar dat de zuurdeposities nog bijzonder hoog zijn.

Depositiemetingen via neerslagcollectoren werden verricht in diverse locaties in Vlaanderen (237, 236, 501, 685). Een vergelijking met de gegevens uit het depositiemeetnet verzuring zal duidelijk maken in welke mate deze gegevens bruikbaar zijn voor de evaluatie van de totale zuurdepositie. De metingen geven alvast waardevolle informatie over patronen en processen die hierna besproken wordt.

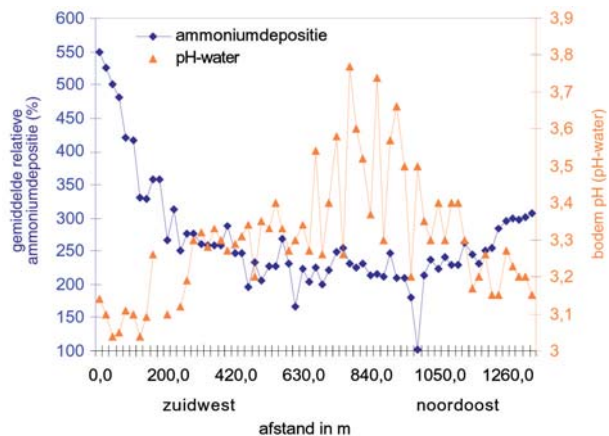
Figuur 5.4.2 vergelijkt de deposities in zuurequivalenten in het regenwater (vooraleer het de vegetatie bereikt), in het doorvalwater (het regenwater dat door het vegetatiedek komt) en het stamafloeiwater (het regenwater dat langsheen de vegetatie naar beneden stroomt), in de 5 locaties van het Vlaamse bosbodemmeetnet. Uit de figuur blijken volgende gegevens:

- In het regenwater zijn de deposities van ammonium veel hoger in Ravels (Noordelijke Kempen) dan in de overige proefvlakken, hetgeen te maken heeft met de verhoogde deposities ten gevolge van intensieve veehouderij. De deposities van nitraat en sulfaat zijn gelijklopend in de verschillende proefvlakken.
- De deposities onder bos, dus het doorvalwater plus het stamafloeiwater, zijn hoger dan in het regenwater. Dit is het geval op alle plaatsen en voor alle fracties. Bossen veroorzaken door hun grotere landschappelijke ruwheid luchturbulenties waardoor meer polluenten afgezet worden. Bovendien is hun grote naald- of bladoppervlak in staat grotere hoeveelheden deposities op te vangen.
- Vooral ammonium wordt verhoogd geïntercepteerd door de vegetatie.

Nochtans is de ammoniumdepositie via doorvalwater en stamafvloeien een onderschatting van de ammoniumflux van atmosfeer naar ecosysteem. Een gedeelte van het geïntercepteerde ammonium wordt rechtstreeks opgenomen in het kronendak en uitgewisseld tegen basische kationen. Bij neerslag worden atmosferische deposities en uitgewis-



Figuur 5.4.2: Deposities in zuurequivalenten in regenwater (R), doorvalwater (D) en stamafloeiwater (S) in het Vlaamse bosbodemmeetnet (bron: 236).

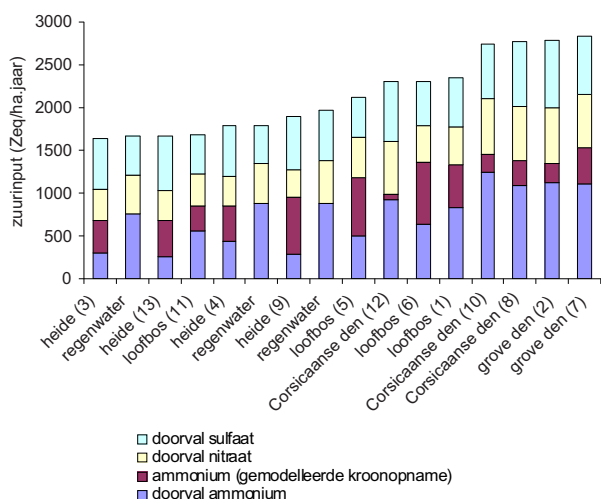


Figuur 5.4.3: Voorbeeldstudie Ravels (Noordelijke Kempen): Gemiddelde relatieve ammoniumdeposities (ten opzichte van de laagste depositie) en bodem-pH langs een transect van ZW naar NO door homogeen bos (Corsicaanse den) op gelijke bodems (bron: 237).

seld kationen van het plantenmateriaal afgespoeld en komen dan via doorval- en stamafloeiwater op de bodem terecht. Hierin bevinden zich bijgevolg meer kationen en minder ammonium. Nitraat en sulfaat staan bekend als conservatieve anionen en nemen veel minder deel aan deze uitwisselingsprocessen. De kroonopname van ammonium werd gemodelleerd (635, 662) voor de vijf proefvlakken uit het bosbodemmeetnet. Hieruit blijkt dat bij de atmosferische zuurdeposities uit figuur 5.4.2 nog een extra input van resp. 8900, 2200, 2800, 12600 en 5300 Zeq/ha.jaar mag gerekend worden. Kroonopname gebeurt veel meer door loofbomen dan door naaldbomen.

Bomen in de bosrand vangen, ten gevolge van hogere luchturbulenties, hogere deposities op. De windsnelheid en windrichting spelen hierin een rol. Figuur 5.4.3 illustreert het verloop van de ammoniumdeposities langs een transect, evenwijdig met de dominante windrichting van het zuidwesten naar het noordoosten, door het domeinbos van Ravels (Noordelijke Kempen). Het transect doorkruist bestanden van Corsicaanse den van gelijke leeftijd gelegen op gelijke zandbodem. Aan de ZW-zijde van het bos werden over een zone van 180 m significant hogere ammoniumdeposities opgemeten. Deze variatie in ammoniumdeposities werd weerspiegeld in de bodem-pH: pH-water waarden varieerden respectievelijk tussen 3,1 (bosrand) en 3,8 (centrum). Ook aan de NO-zijde van het bos was de bodem-pH lager dan in het midden, alhoewel het verschil in depositie beperkt was, hetgeen kan te maken hebben met de beperkte meetperiode (mei tot november).

Figuur 5.4.4 toont de gemiddelde deposities in zuurequivalenten in het doorvalwater onder verschillende vegetaties en in regenwater in de vallei van de Zwarte Beek (Oostelijke Kempen). Daarnaast wordt ook de gemodelleerde input via kroonopname weergegeven. De captatie



Figuur 5.4.4: Voorbeeldstudie Zwarte Beek (Oostelijke Kempen): Gemiddelde deposities (Zeq/ha/jaar) in doorvalwater onder Corsicaanse den, grove den, loofbos (berk en zomereik) en heide en in regenwater (op basis van metingen tussen 15/6/00 en 27/2/01) (bron: 685). Het cijfer tussen haakjes geeft het proefvlak nummer weer.

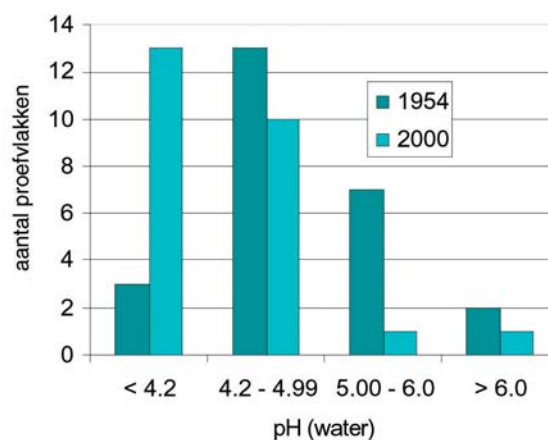
van verzurende stoffen uit de lucht door naaldbos > loofbos > heide. Ammonium is verhoogd aanwezig in het doorvalwater onder naaldbomen; het verschil met loofbomen wordt hier enigszins gecompenseerd door de ammoniumopname door de kroon. In gebieden met hogere deposities is manifesteren zich evenwel grotere verschillen tussen loof- en naaldbos (238). Ook nitraat en sulfaat zijn verhoogd aanwezig in het doorvalwater onder naaldbomen. Ammoniumdeposities zijn lager via het doorvalwater onder heide dan via het regenwater; hetgeen een gevolg is van de bovengrondse ammoniumopname door de heideplanten. Uit deze eerste resultaten blijkt heide geen verhoogde hoeveelheden pollutanten uit de lucht te capteren.

De ammoniumstikstof die op de bodem terechtkomt wordt onder andere opgenomen door planten of micro-organismen of omgezet tot nitraat, beide processen die verzurend werken. De nitrificatieprocessen leiden, samen met de nitraatdeposities, tot verhoogde hoeveelheden nitraat in het bodemwater. Dit kan opgenomen worden door planten of micro-organismen of uitspoelen naar het grondwater. Bij de opname van ammonium door planten of bij nitrificatie komen protonen vrij, die naargelang de pH van de bodem worden uitgewisseld tegen basische kationen of gebonden worden bij dissociatie van aluminium- en ijzerhydroxiden. Bij deze processen worden basische kationen en/of aluminium vrijgesteld in het bodemwater welke, indien ze niet worden opgenomen door de vegetatie, eveneens uitspoelen naar het grondwater. In de Hoogmoerheide (Merksplas) werd tijdens de periode tussen augustus 1998 en maart 2000 een uitspoeling van 32,9 kg aluminium/ha onder berk en 69,8 kg aluminium/ha onder Corsicaanse den gemeten (685).

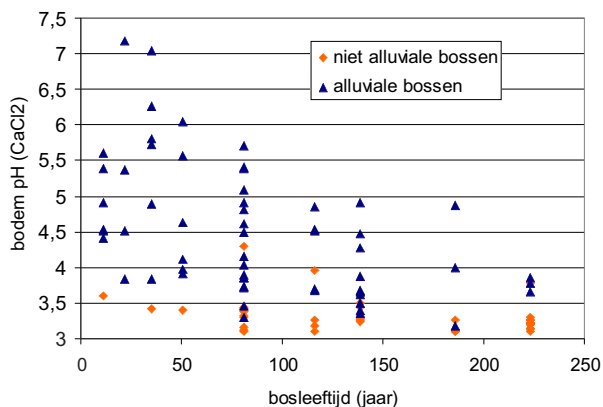
Tussen 1960 en 1985 werd een significante verzuring van Vlaamse bosbodems (en enkele heidebodems) vastgesteld, dit op zand- (en enkele leem-) bodems en op verschillende diepten (564). Dezelfde locaties werden herbeemonsterd in 2000. De resultaten geven een verdere verzuring aan (161). Dit is een resultante van natuurlijke en antropogene verzuring. Hoewel de verzurende deposities aan het dalen zijn, zijn ze in de meeste gevallen nog steeds veel hoger dan de kritische lasten en blijven ze een steeds verdere bodemverzuring induceren (474).

Een gelijkaardige vergelijking werd gemaakt voor de leem- en zandleembodems van het Meerdaalwoud (Centrale en Westelijke Heuvels) (104). Figuur 5.4.5 geeft de verdeling van 25 proefvlakken over het volledige pH-bereik in 1954 en 2000. Ook in het Meerdaalwoud trad een drastische verlaging van de pH op. De pH-water van 4,2 werd als bovengrens van het eerste pH-interval genomen omdat deze waarde de overgang naar het aluminiumbufferbereik markeert. Beneden de pH-water van 4,2 zijn basische kationen schaars en komt toxisch aluminium vrij in de bodem. De helft van de proefvlakken bevindt zich nu onder een pH-water van 4,2. Bij deze pH-metingen hoort telkens een vegetatieopname die reeds besproken werd in deel 4.5.6.2 Terrestrische biodiversiteit.

De pH van de Meerdaalwoudbodems in functie van de leeftijd van het bosbestand wordt ook weergegeven in figuur 5.7.16 Hier blijkt dat de pH vooral tijdens de eerste 30 jaren na bebossing drastisch daalt, daarna stabiliseert de toestand zich enigszins. Toch blijft er een beperkte verzuring verdergaan. Deze is bepalend voor het al dan niet in het aluminiumbufferbereik terecht komen. Hier bevindt zich dus het delicate evenwicht waarin de bossen op matig zure bodems zich bevinden. Ook dit werd reeds besproken in deel 4.5.6.2 Terrestrische biodiversiteit.



Figuur 5.4.5: Voorbeeldstudie Meerdaalwoud (Westelijke en Centrale Heuvels): Verdeling van de metingen van pH-water in de bovenste minerale horizont in 1954 en 2000 (bron: 104).



Figuur 5.4.6: Voorbeeldstudie Velp-vallei (Hageland-Haspengouw): Variatie van de gemiddelde bodem-pH in functie van de bosleeftijd in 100 bossen in de vallei van de Velp (brongegevens: 155).

Figuur 5.4.6 illustreert de bodem-pH in 100 bossen van verschillende leeftijd op variërende bodems. Het valt op dat ook in de rijkere alluviale bossen een systematische bodemverzuring optreedt. Verzuring verloopt hier langzamer dan in de Meerdaalwoudbodems.

5.4.2.2 Hydrologie

Bodemverzuring hangt nauw samen met de hydrologie van de standplaats. In droge standplaatsen, waar enkel percolatie optreedt, speelt slechts de neerslagintensiteit en de depositie van verzurende stoffen een rol. In natte standplaatsen, waar grondwater de wortelzone bereikt, reguleert de hydrologie ook via het grondwater de pH van de bodem. In vochtige standplaatsen, waar in de natte delen van het jaar het grondwater via capillaire opstijging het maaiveld bereikt, kan de bodem opnieuw worden opgeladen met basen. De intensiteit van dit proces is afhankelijk van de basentoestand van het grondwater en van de periodiciteit van hoge waterstanden. Zelfs milde basenvloeden komen tot uiting in de vegetatie en dragen bij aan de soortenrijkdom van een systeem. Het spreekt voor zich dat ontwatering in deze systemen zal leiden tot een dieper doordringen van de verzuring door uitloging. In nattere standplaatsen, waar grondwater in belangrijke delen van het jaar uitstroomt heeft verzuring via de atmosfeer minder impact: neerslag zal immers oppervlakkig afgevoerd worden, en de basentoestand van de bodem wordt vooral via het grondwater geregeld. Bescherming van de kwelstroom is hier essentieel: een ontwatering met verlies van de kwel zal immers uitloging en verzuring opstarten. Opstuw van het water lost in deze gevallen niets op, gezien stagnatie van regenwater dan een oppervlakkige verzuring kan bewerkstelligen. Korte periodes van droogvallen kunnen in deze systemen verzuringsperioden inluiden met een sterke uitloging van basen (414, 679). Oxidatieve processen gaan dan immers zuren produceren. De gevoeligheid voor dit proces hangt mede af van het "opladen" van de bodem met deze gereduceerde substan-

ties gedurende de natte perioden. Verhoogde sulfaatgehalten in het grondwater maken gebieden kwetsbaarder voor dit fenomeen (ze worden in natte perioden tot sulfiden gereduceerd). Deze hoge sulfaatgehalten zijn een gevolg van atmosferische depositie, maar kunnen ook samenhangen met de verhoogde redoxpotentiaal van het grondwater ten gevolge van nitraat-verontreiniging. Ook het oppervlaktewater kan via periodieke overstroming een valleigebied terug opladen met basen. De meeste oppervlaktewaters zijn echter verontreinigd, zodat ook vermessing optreedt. Door opstuw van drainagewaters in de vallei kan toch overstroming, maar dan met neerslag en/of grondwater bekomen worden. Het effect op de verzuring kan dan slechts lokaal bekeken worden.

5.4.2.3 Neveneffect bodemverontreiniging

Bij natuurontwikkeling, verbossing of bebossing op voormalige landbouwgronden, vooral van droge zandgronden, gaat het natuurlijke verzuringsproces in, geaccelereerd door verzurende deposities. Zwaar bemeste landbouwgronden bevatten dikwijls vrij grote hoeveelheden zware metalen, afkomstig uit mest en landbouwchemicaliën. Bij voortschrijdende verzuring gaan zware metalen in oplossing. Ze zijn een bron van vergiftiging wanneer ze opgenomen worden door het plaatselijke ecosysteem of uitspoelen en een bedreiging vormen in het verdere traject van het water door het landschap. De omvang van dit potentiële probleem in Vlaamse bossen en natuurgebieden is niet gekend.

5.4.3 Gevolgen voor de natuur

5.4.3.1 Epifytische natuur

Korstmossen, die hun voedingsstoffen rechtstreeks ontvangen via natte en droge atmosferische deposities, zijn bijzonder gevoelig voor verzuring veroorzaakt door hoge zwaveldioxide- en stikstofoxidenconcentraties in de lucht. De schors van bomen en struiken, waarop epifytische korstmossen groeien, is in de meeste gevallen zelf van nature reeds tamelijk (b.v. es, iep, vlier) tot extreem zuur (naaldbomen, beuk) en is bovendien weinig gebufferd tegen verzuring; daarnaast zijn rechtstreeks toxische effecten beschreven voor de epifytische organismen (verhoogde toxiciteit door onder andere ozon en fluoriden gekatalyseerd door verlaagde pH). Een kartering van de epifytische korstmossen in Oost- en West-Vlaanderen omstreeks 1986-1987 bewees een opvallende overeenkomst tussen de korstmossensoortenrijkdom en het immisiepatoorn van zwaveldioxide: hoe meer zwaveldioxide, hoe minder korstmossen (350). Wanneer specifiek zwaveldioxidegevoelige soorten geselecteerd worden is de overeenkomst nog duidelijker. De relatie met ammoniak is minder eenduidig. Ammoniak heeft in eerste instantie een bufferende werking. De verzuring onder invloed van zwavel-

dioxide en stikstofoxiden wordt dus tot op zekere hoogte geneutraliseerd, doch ondertussen treedt er wel nog meer vermessing met stikstof op. De resultante van al deze invloeden is de achteruitgang of het verlies van talrijke ecologisch kieskeurige soorten en de vooruitgang van enkele tolerante soorten met een ruime ecologische amplitude, met andere woorden een ecologische vervlakking van de epifytische korstmossenflora. Uit vergelijkende studies tussen de jaren '60 en de jaren '80 blijkt een sterke tot zeer sterke achteruitgang van de korstmossendiversiteit, alhoewel er recent enige verbetering vastgesteld werd, vooral in jonge habitats zoals recent ontwikkelde broekbossen (349) en op recent aangeplante laanbomen.

5.4.3.2 Terrestrische natuur

Naarmate de bodem-pH daalt, en vooral wanneer het toxische aluminium in oplossing gaat, zal een beperkt aantal tolerante soorten uitbreiden terwijl een groot aantal gevoelige (en dikwijls zeldzame) soorten verdwijnt. Het zijn in eerste instantie de hogere planten en de bodemfauna die op verzuring reageren. Het verminderen van de activiteit van de bodemfauna heeft ook als gevolg dat strooisel minder intensief vermengd wordt met de minerale bodem en dus accumuleert, hetgeen weer gevolgen heeft voor de vestiging van planten. De afname van de diversiteit aan planten en bodemfauna wordt gevolgd door een afname van de diversiteit op hogere trofische niveaus. Zo wordt de afname van regenwormpopulaties gevolgd door de achteruitgang van hun predatoren zoals houtsnip en das. Vooral de soorten die kalk nodig hebben in hun levenscyclus worden bedreigd door verzuring. Voorbeelden zijn de afname van slakkenpopulaties met als gevolg de verzwakking van de eierschalen van koolmezen (311).

Op niveau Vlaanderen werd een dalende bodem-pH in vooral zandige bossen aangetoond (564, 161). Eveneens op niveau Vlaanderen werd een achteruitgang van de vegetatie van bossen van matig zure bodems aangetoond (688). Hiertoe behoren de waardevolle oude loofboscomplexen van de Centrale en Westelijke Heuvels. De link tussen de bodemverzuring en de achteruitgang van de vegetatie van deze bossen werd aangetoond in de voorbeeldstudie over het Meerdaalwoud (figuur 5.4.5). Uit tabel 4.3.9 blijkt een sterke vooruitgang van zuurtolerante soorten en een achteruitgang van eerder neutrofiële soorten in de 25 proefvlakken waar bodemverzuring aangetoond werd. Soorten als éénbes, slanke sleutelbloem, bosviooltje, aardbeiganzel en knopig helmkruid gingen drastisch achteruit. Hierbij kunnen gebrek aan basische kationen, toxiciteit van aluminium en andere zware metalen, een veranderde stikstofbeschikbaarheid (in zure bodems is minder nitraat en meer ammonium beschikbaar) en strooiselaccumulatie een rol spelen. Bij de zuurtolerante soorten gingen alleen de lichtminnende soorten achteruit. Hier domineert de invloed van verdonkering (zie deel 4.3.5 Bossen). Uit buitenlands

onderzoek blijkt dat talrijke bosplantensoorten moeilijk kunnen overleven onder een pH van 3,7 - 4,3 (onder andere 292). Aangezien vele bossen op matig zure bodems zich net in dit pH-bereik bevinden, is hun situatie bijzonder kritisch. Hier is de kwetsbare natuur nog net aanwezig, terwijl die in zuurdere situaties reeds verloren is. Gezien de aanhoudende hoge zuurdeposities, ook al is de trend enigszins dalend, kunnen de bossen op voedselarme en matig zure bodems tot de meest bedreigde natuur in Vlaanderen gerekend worden. Vermoedelijk spelen ook nog andere factoren dan verzuring en verdonkering een rol in de achteruitgang van deze bossen.

Bodemverzuring heeft meer invloed op de vegetatie in droge dan in vochtige en natte bossen. Uit een studie van 100 bossen in de vallei van de Velp (Hageland-Haspengouw) blijkt dat in de alluviale bossen pH geen rol speelt in de verklaring van de soortenrijkdom. In de niet-alluviale bossen daarentegen heeft de pH mee een significant negatieve invloed op de soortenrijkdom (280). Uit een vergelijking van de zuurgetallen van de vegetatie in de Vorte Bossen kon geen significante verandering vastgesteld worden (410), ondanks de hoge zuurdeposities in de streek (474). Deze bodems zijn beter gebufferd tegen verzuring.

De chemische samenstelling van doorval- en bodemwater en van bladeren en naalden werd in verband gebracht met de kroonconditie van de bomen, allen gegevens uit het Vlaamse bosbodemeetnet (501). De kroonconditie kan in grote mate verklaard worden door meteorologische omstandigheden. In de proefvlakken met beuk werd ook een beperkte bijdrage van een aantal chemische eigenschappen van doorvalwater (concentratie gereduceerde stikstofcomponenten, sulfaatconcentratie en sulfaat/magnesium-verhouding) en bodemwater (nitraat-/chlor- en calcium/aluminium-verhouding) in de verklaring van de kroonconditie aangetoond. Ook in de proefvlakken met zomereik en grove den werd een grote invloed van meteorologische omstandigheden en een zeer beperkte bijdrage van chemische omstandigheden aangetoond (resp. magnesiumconcentratie en stikstof/magnesium-verhouding in bladeren en kalium- en ijzerconcentraties in naalden). In de proefvlakken met Corsicaanse den werd de kroonconditie vooral in verband gebracht met *Sphaeropsis*-aantastingen en niet met de chemische eigenschappen, alhoewel deze hier een indirecte rol kunnen vervullen. De chemische samenstelling van bladeren en naalden en van doorval- en bodemwater werd ook in verband gebracht met jaarringgegevens en dus met de groeisnelheid van bomen. Hier kon evenwel alleen een relatie met meteorologische gegevens en niet met de chemische eigenschappen vastgesteld worden. De relatie tussen de chemische eigenschappen van doorval- en bodemwater en de kroonconditie in de proefvlakken met beuk wijst ook op de invloed van verzurende deposities in deze bossen.

5.4.3.3 Aquatische natuur

Net als in terrestrische systemen zal verzuring vooral een probleem zijn in weinig gebufferde waters. De buffering in water kan afkomstig zijn van eender welke basenbron: het substraat, instromend grondwater of instromend oppervlaktewater. Voedselrijke oppervlaktewaters zijn minder gevoelig voor verzuring. Door hoge producties ontstaat meestal een anaërobe sliblaag, die de pH min of meer neutraal houdt. Verzuring is dus vooral een probleem van voedselarme waters op weinig bufferend substraat: vennen op zandig substraat, bovenlopen van laaglandbeken in zandstreken. Door oxidatieve processen kan die verzuring nog toenemen in periodes van droogte. De Louw et al. (224), voerden een studie uit van de Turnhoutse vennen (Noorderkempen) waaruit blijkt dat geïsoleerde vennen (in de zin van weinig door landbouw beïnvloedt) het meest gevoelig zijn voor verzuring: het betreft immers voedselarme waters met een lage buffercapaciteit: de vegetatie in deze vennen wordt gedomineerd door veenmossen, veensikkemos en knolrus. Vennen met landbouwinvloed ontvangen bufferende capaciteit maar worden tegelijk ook vermist (zie ook deel 4.3.2 Heiden en vennen).

5.4.4 Beleidsvaluatie

5.4.4.1 Planevaluatie

De langetermijndoelstelling van het beleid, is de zuurdepositie terugdringen tot een niveau waarbij geen onherstelbare schade wordt aangericht aan ecosystemen (MBP-2), en de kritische lasten bijgevolg niet worden overschreden.

De plandoelstelling tegen 2002, is de zuurdepositie reduceren tot 2900 Zeq/ha.jaar (MBP-2) (18). Tegen 2010, wordt een indicatieve doelstelling van 1400 Zeq/ha.jaar vooropgesteld. Ook daarna, zullen bijkomende stappen nodig zijn voor het halen van de langetermijndoelstelling. Los daarvan, worden in VLAREM II een aantal streefwaarden opgenomen:

- 1400 Zeq/ha.jaar voor naaldbos en heide
- 1800 Zeq/ha.jaar voor loofbos op arme zandgrond
- 2400 Zeq/ha.jaar voor loofbos op rijkere zandgrond.

Deze cijfers zijn gebaseerd op internationaal aanvaarde kritische lasten voor ecosystemen.

In VLAREM II, wordt ook een richtniveau en een maximaal toelaatbare concentratie voor aluminium in het grondwater gegeven: resp. 0,05 en 0,2 mg/l.

Naast doelstellingen voor deposities moeten er, bij de beschrijving van natuurstreefbeelden, ook grens- en streefwaarden voor de toestand van de bodem en het water

komen. Het niet meer overschrijden van de kritische lasten, is slechts een randvoorwaarde om met natuurherstel en -ontwikkeling te kunnen starten.

5.4.4.2 Procesevaluatie

De uitvoering van het beleid naar verzuring toe bestaat uit een gebiedsdekkende en een gebiedsgerichte aanpak.

Het gebiedsdekkende beleid richt zich op de reductie van de uitstoot van polluenten waarvoor in VLAREM II, het mestdecreet en het ammoniakreductieplan een aantal regels en normen voorgeschreven staan. Ze betreffen zowel landbouw als niet-landbouwactiviteiten. Gezien het grensoverschrijdend karakter van het verzuringsprobleem wordt via diverse internationale overeenkomsten internationaal samengewerkt rond emissiereductie. Dit betreft evenwel het algemene milieubeleid en voor een verdere bespreking hiervan wordt naar het MIRA verwezen.

Het gebiedsgericht beleid kan zowel bron- als effectgericht zijn. In MBP-2 wordt een afbakening van verzuringsgevoelige gebieden, het in situ opvolgen van de deposities en een strategie om verscherpte maatregelen te treffen in verzuringsgevoelige gebieden voorzien. Naast brongerichte (strengere emissienormen en eventuele bedrijfsverplaatsing of -beëindiging), worden hier ook effectgerichte maatregelen voorzien. Er wordt gesteld dat effectgerichte maatregelen zoals plaggen en omzichtig, selectief en verantwoord bekalken noodzakelijk kan zijn in risicogebieden, maatregelen die dienen te passen in een globaal concept voor natuurbeheer.

Naast het terugdringen van de deposities zijn dus effectgerichte maatregelen vereist zijn om de toestand van de natuur te herstellen. Er bestaat evenwel weinig duidelijkheid over de te nemen maatregelen. Meer onderzoekswerk is hier aangewezen. Omvorming van homogene naaldbossen naar gemengde bossen met autochtone boomsoorten dient de doelstellingen van het bosbeleid en betekent een geringere zuurinpuut in de natuur (217). Naar verzuring toe is bosomvorming het meest dringend in kwetsbare natuur, in de infiltratiegebieden rond kwetsbare natuur en in gebieden met een grote depositiedruk. Daarmee is evenwel het probleem van verzuring van bossen geenszins opgelost. De bossen waar de situatie het meest kritisch is zijn immers de loofbossen op matig zure bodems. Het inbrengen van andere autochtone boomsoorten met een beter afbreekbaar strooisel of het opener maken van de bossen waardoor meer licht op de bodem komt en de strooisellaag sneller afbreekt zijn opties. Bekalking wordt soms toegepast om verzuring tegen te gaan. Met deze maatregelen moet omzichtig omgesprongen worden aangezien de verbeterde voorwaarden voor mineralisatie aanleiding geven tot interne vermesting. In

een bekalkingsexperiment in Ravels (218) werd aangetoond dat de bekalking gevolgd werd door een uitbreiding en toegenomen productiviteit van een nitrofiële kruidachtige vegetatie, doch in het bodemwater werd ondertussen een afname van de nitraatconcentraties vastgesteld in vergelijking met de onbekalkte toestand. In bossen waar de toestand kritisch is kunnen de verhoogde kationenconcentraties, de verminderde toxiciteit van zware metalen en de verhoogde beschikbaarheid van nitraat in plaats van ammonium opwegen tegen het risico op interne vermesing. Zoals in het MBP-2 vermeld moeten dergelijke maatregelen in elk geval passen in een globaal concept voor natuurbeheer. In heiden of bij natuurontwikkeling behoort ook plaggen tot de mogelijkheden. Hierbij wordt de sterk verzuurde bovenlaag verwijderd en kan eventueel de bufferende grondwaterinvloed toenemen. Ook het herstel van de hydrologische situatie (verhoging van de grondwaterinvloed) kan verzuring tegengaan. Wanneer geplagd wordt kan de vroegere vegetatie zich dikwijls herstellen dankzij de aanwezige zaadbank. Hierbij moet wel opgelet worden dat deze vegetatie niet opnieuw verdwijnt onder invloed van de nog aanwezige verstoringsinvloeden. In dit laatste geval kan de zaadvoorraad immers voor goed uitgeput worden.

Het gebiedsgericht beleid komt moeilijk op gang. Momenteel is alleen het studiegedeelte van het gebiedsgericht beleid in uitvoering. Het depositiemeetnet verzuring is operationeel sinds april 2001. Kwetsbaarheidskaarten met aanduiding van verzuringsgevoelige gebieden met waardevolle natuur werden opgesteld (532). De strategie voor verscherpte maatregelen in deze gebieden alsook de specifieke actieplannen, die tegen 2002 voor 10% van de aangewezen gebieden hadden moeten uitgevoerd zijn, zijn er nog niet. Oorzaken van de moeilijke realisatie van het gebiedsgericht beleid zijn de volgende:

- Het gebrek aan zicht op (of overtuiging over) de omvang van het probleem veroorzaakt onzekerheid bij het nemen van maatregelen. Het depositiemeetnet verzuring zal reeds meer duidelijkheid brengen, maar zal moeten aangevuld worden met extra metingen en modelleringen om de lokale toestand in kwetsbare natuur te kunnen inschatten. Een betere monitoring en eventueel modellering van de toestand van de bodem (incl. het vrijkomen van aluminium en andere zware metalen) in kwetsbare natuur is ook aangewezen. De fragmentaire gegevens in dit natuurrapport geven alvast aan dat vooral de toestand van de loofbossen op matig zure bodems precair is.
- Het is bijzonder moeilijk in te schatten wat de gewenste situatie is omdat ongestoorde toestanden niet meer bestaan. Verzuring is een natuurlijk proces, maar acceleratie van die verzuring door antropogene beïnvloeding is reeds lang aan de gang. Een ongekende fractie

van de biodiversiteit is hoedanook reeds verloren.

- Tenslotte is er de onzekerheid over de te nemen maatregelen en over de effectiviteit van die maatregelen. Herstel zal wellicht slechts traag op gang komen. Het is zelfs niet zeker of herstel zal optreden. Resultaat kan ook uitblijven omdat andere verstoringen blijven bestaan of zelfs ontstaan. In Vlaanderen werd tot nu toe nog geen onderzoek verricht naar herstelvermogen van ecosystemen. Uit grootschalig Europees onderzoek (EXMAN- en NITREX-experimenten) naar de impact van een daling van verzurende deposities in bossen blijkt de directe respons van nitraat- en sulfaatconcentraties in het bodemwater, alsook van de daaraan gekoppelde concentraties aan basische kationen en aluminium (320, 143). Bodemverzuring werd tot stilstand gebracht en in een aantal proefvlakken verbeterde de buffercapaciteit van de bodem (762). Effecten op boomgroei, vegetatiesamenstelling en bodemleven werden evenwel (nog) niet vastgesteld.

Meer inspanningen zijn vereist om het gebiedsgericht beleid gestalte te geven. Gezien het toenemend aandeel van ammoniak in de deposities, nemen zowel de mogelijkheden als de noodzaak van een gebiedsgericht beleid toe:

- Het brongericht gebiedsgericht beleid moet zich richten op grote eenheden nog aanwezige en gedegradeerde kwetsbare natuur.
- Er moet hierbij rekening gehouden worden met de voornaamste windrichting en met boven- en ondergrondse waterbewegingen.
- De actieplannen voor verzuringsgevoelige gebieden met bossen moeten samengaan met de omvorming naar een meer natuurlijk bostype. De omvorming naar het bostype dat bij de standplaats past betekent (1) in de eerste plaats een meer natuurlijk bos en (2) meteen ook minder transfer van verzurende stoffen uit de lucht naar natuur. Dit heeft gevolgen ter plaatse en in het traject dat het water vanuit die plaats volgt (vrijgekomen zware metalen).
- De actieplannen voor verzuringsgevoelige gebieden moeten ook het herstel van de hydrologische situatie nastreven.
- Er is meer onderzoek nodig naar de te nemen effectgerichte maatregelen, vooral in matig zure loofbossen.
- Om het geheel beter te kunnen onderbouwen en evalueren is meer op de natuur gerichte monitoring en modellering nodig.

Met medewerking van:

Gert Van Hoydonck, RUG, Laboratorium voor Bosbouw
Luc De Keersmaeker, Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Maurice Hoffmann, Instituut voor Natuurbehoud



Lectoren

Carole Ampe, Roger Langohr - RUG, Vakgroep Geologie en Bodemkunde

Johan Brouwers - Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA

Hans De Schryver - AMINAL, afdeling Natuur

Sofie Luyten - AMINAL, afdeling Algemeen Milieu- en Natuurbeleid

Johan Neirynck, Peter Roskams - Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer

Hendrik Neven - AMINAL, afdeling Land

Philip Van Avermaet - Vlaamse Milieumaatschappij

5.5 Verdroging

Dirk Boeye, Willy Huybrechts, Piet De Becker, Bart Aubroek en Johan Peymen

Instituut voor Natuurbehoud

5.5.1 Inleiding

Verdroging is de verstoring van de waterinhoud en -cyclus van de grondwaterlagen, het waterlopenstelsel en de bodem door menselijke beïnvloeding, waardoor de beschikbaarheid van water voor natuur en mens afneemt. In alle door het beleid gehanteerde definities worden klimatologisch geïnduceerde veranderingen niet als verdroging bestempeld. Menselijke beïnvloeding van de hydrologische cyclus kan ook tot een lokale toename van waterbeschikbaarheid leiden, bijvoorbeeld door het opstuwende van waterlopen. Dat is vernatting.

In essentie wordt verdroging veroorzaakt door een versnelde afvoer uit het hydrologisch systeem, zij het in de vorm van oppervlaktewater (eventueel na oppompen van grondwater), zij het door verdamping. Enigszins arbitrair kunnen in de hydrologische kringloop een aantal compartimenten onderscheiden worden: de atmosfeer; de bodem waarop de neerslag terechtkomt en waarop hij afstroomt, stagneert of infiltreert, de aquifers waarin het bodemwater terechtkomt en de riviervalleien waarin plassen en rivieren grond-, oppervlakte- en neerslagwater opvangen en afvoeren naar zee. In al deze stadia worden door de mens ingrepen uitgevoerd, waardoor het water vaak sneller dan van nature het compartiment verlaat. Deze versnelde afvoer veroorzaakt gemiddeld een verdroging, maar kan lokaal en tijdelijk voor vernatting onder de vorm van overstromingsproblemen zorgen.

Door de hoge industriële ontwikkeling, de geïntensiverde landbouw en de bevolkingstoename is verdroging in Vlaanderen een wijdverspreid milieuprobleem. Het volstaat historische kaarten te bekijken (b.v. Ferraris 1775) om de grote veranderingen die op dit vlak zijn opgetreden in

Vlaanderen te begrijpen. Verdroging wordt veroorzaakt door het oppervlaktewaterbeheer, door grondwaterwinning en door het veranderd landgebruik: de toename van ondoordringbare oppervlakten en de aanplant van naaldbossen. Enkel de eerste twee worden hier verder in detail behandeld, omdat ze, door hun ruimtelijke nabijheid, vaak rechte lijnen aan de verdroging in natuur bijdragen.

5.5.2 Effectketen

Verdroging grijpt dus in op het volledige terrestrische deel van de hydrologische cyclus. De gevolgen voor de natuur doen zich voor ter hoogte van de standplaats, de zgn. standplaatsverdroging. De relatie tussen standplaatsverdroging en de oorzaken ervan, zoals beekpeilverlaging of stijghoogtedaling in het diepe grondwater, is niet altijd eenvoudig te leggen. Het betreft immers geen éénduidige relatie, standplaatsverdroging integreert vaak verschillende oorzaken, en ze is een functie van complexe hydrogeologische, geomorfologische en ecofysiologische factoren die vaak onvoldoende gekend zijn.

Hier volstaat een beschrijving van de effecten van standplaatsverdroging. De oorzaken van het verdrogingsprobleem en de trends daarin worden in de MIRA-T rapporten behandeld. Waterpeilmetingen bieden de meest eenvoudige en ook eenduidige vaststelling van standplaatsverdroging. Wanneer in een lange meetreeks, gecorrigeerd ten opzichte van het klimaat (met inbegrip van lange termijntrends die meerjarige stijghoogtefluctuaties kunnen veroorzaken), een daling van het waterpeil optreedt, is er verdroging aanwezig. Dit is echter niet het enige aspect van verdroging, het is m.a.w. niet zo dat het ontbreken van een peildaling standplaatsverdroging uitsluit. Om standplaatsverdroging volledig te begrijpen moet rekening gehouden worden met het dynamische karakter van de hydrologie op de standplaats. Het waterpeil is de resultante van alle waterbewegingen op een bepaalde plaats. Voor een vallei-gebied met kwel kan dat als volgt voorgesteld worden:

$$m \cdot dh/dt = P - E + K - D$$

waarbij m de porositeit is, h het grondwaterpeil, t de tijd, P neerslag, E evapotranspiratie, K kwel en D drainage door de grachten en de beek. Gesteld dat door een winning in de buurt de kwel zou verminderen, dan heeft dit niet noodzakelijk een effect op het waterpeil, immers, zolang

$$K + P > E + D,$$

zal het waterpeil geen daling ondergaan. Pas wanneer deze ongelijkheid omkeert zal een peildaling optreden. Het spreekt voor zich dat peildalingen het eerst zullen optreden gedurende droge zomers en op plaatsen waar de kwel

